RAPPORT SOMMAIRE SUR

L'EXAMEN DE L'ÉVALUATION DES RISQUES QUE REPRÉSENTENT DES TERRAINS CONTAMINÉS PARTICULIERS

Présenté à :

la Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL)
Bureau national
700, chemin de Montréal
Ottawa (Ontario)
K1A OP7

À l'attention de : M. D. Fugler

Présenté par :

Golder Associés Ltée
500-4260 Still Creek Drive
Bumaby (C.-B.)
V5C 6C6

Directeur du projet : M. M. Rankin

Avril 1997

TABLE DES MATIÈRES

1.0 INTRODUCTION 1

2.0 MÉTHODOLOGIE 2

2.1 Aperçudel'étudedecas 2

2.2 Sélection des participants 4

2.3 Analyse des données 5

3.0 EXAMENDESRÉSULTATS 6

3.1 Voies d'exposition examinées par les participants 6

3.2 Modes d'action toxique et puissance 6

3.3 Variabilité des estimations des risques pour la santé autres que le cancer 8

3.4 Variabilité des estimations des risques de cancer 10

3.5 Acceptabilité apparente des risques calculés pour la santé 10

3.6 Sources de la variabilité des estimations des risques 12

4.0 PERTINENCE POUR LA PRISE DE DÉCISIONS 13

5.0 CONCLUSIONS 14

TABLEAU 1 Voies d'exposition se prêtant à des analyses statistiques et nombre de participants utilisant des combinaisons particulières de voies d'exposition, de contaminants et de personnes exposées.

TABLEAU 2 Résumé des risques autres que le cancer pour les futurs résidents.

FIGURE 1 Caractéristiques du bâtiment et du terrain

FIGURE 2 Diagramme des influences sur les risques pour la santé des lieux contaminés

FIGURE 3 Risques pour la santé autres que le cancer liés à l'exposition au zinc

FIGURE 4 Risques de cancer liés à l'exposition au benzène

FIGURE 5 Acceptabilité du risque total (indice de risque) que présentent les substances non cancérogènes

FIGURE 6 Acceptabilité du risque total que présentent les cancérogènes

1.0 INTRODUCTION

Ce document est une version condensée d'un rapport plus détaillé portant sur une étude menée en deux phases par la Société canadienne d'hypothèques et de logement (SCHL) afin d'examiner les pratiques et les différences existant entre divers praticiens de l'évaluation des risques liés à des lieux contaminés au Canada. La SCHL a retenu les services de Golder Associés Ltée (Golder) pour concevoir et réaliser les deux phases de l'étude. Pendant la première phase, Golder a mené une enquête auprès des cabinets d'évaluation du secteur privé et des spécialistes de la réglementation et, pendant la deuxième phase, l'entreprise a fait une étude comparative. Cette dernière a servi à évaluer la variabilité des estimations des risques établies par plusieurs équipes indépendantes d'évaluation des risques auxquelles on avait soumis le même cas hypothétique.

Du point de vue de la réglementation, on a, dans le passé, examiné les lieux contaminés en utilisant des critères génériques pour déterminer l'acceptabilité des sols. Toutefois, depuis la mise en oeuvre du Programme national d'assainissement des lieux contaminés, on remarque une tendance croissante, au Canada, à utiliser une approche d'évaluation et de gestion des risques comme alternative à l'application de critères relatifs à la qualité du sol. En outre, dans certaines provinces (comme la C.-B.), on a mis au point de nouveaux critères de la qualité du sol en utilisant des principes, fondés sur les risques, qui reflètent des utilisations particulières des sols.

L'évaluation des *risques* est l'outil ou le processus qui sert à obtenir un aperçu des risques pour la santé des êtres humains, et elle se distingue de la *gestion* des risques. L'évaluateur des risques communique cet aperçu aux personnes chargées de prendre les décisions en matière de gestion des risques et, en tenant compte d'autres facteurs (p. ex., les politiques locales en matière de réglementation, l'apport des parties concernées, etc.), ces décideurs évaluent les options et prennent une décision sur l'étendue des mesures correctives qu'il convient de prendre pour le lieu.

L'incertitude dans les évaluations des risques a d'importantes répercussions sur la valeur des terrains, les décisions d'affaires et les dépenses liées à la décontamination d'un lieu. Par exemple, une équipe pourrait, après évaluation, conclure qu'un lieu présente des risques acceptables pour la santé, alors qu'une équipe différente pourrait décider qu'un terrain ou des circonstances semblables ailleurs au Canada présentent des risques inacceptables. En fait, les deux lieux pourraient ne pas être très différents, et pourtant, il est possible que les mesures correctives et les frais d'atténuation des risques le soient.

Comme le nombre de projets d'évaluation et de gestion des risques augmente en même temps que le nombre de professionnels spécialisés dans ce domaine, l'examen de la variabilité des résultats de différents spécialistes et la détermination des principales causes de ces différences présentent un intérêt certain. En comprenant ces facteurs, on pourrait aider à optimiser le rendement de la profession et le processus de gestion des risques au Canada. La présente étude a été conçue de façon à examiner ces questions au moyen d'une évaluation comparative des résultats d'un exercice d'évaluation des risques réalisé par plusieurs spécialistes à partir d'un cas hypothétique de lieu contaminé.

2.0 MÉTHODOLOGIE

2.1 Aperçu de l'étude de cas

L'étude comparative avait pour but d'évaluer la variabilité des estimations de risques réalisées par les différents participants et d'analyser les sources de ces différences et de l'incertitude. À cette fin, l'étude de cas utilisée était hypothétique et n'avait pas été conçue de façon à obtenir une réponse «correcte».

L'étude de cas hypothétique portait sur l'aménagement proposé d'un ensemble résidentiel sur d'anciens terrains à usage industriel et, à cet égard, constituait un «réaménagement de site contaminé». Le promoteur et les organismes de réglementation ont employé des consultants (c.-à-d. les participants à l'étude comparative) pour évaluer les risques potentiels pour la santé des futurs résidents. On a avisé les participants que l'évaluation des risques potentiels pour les travailleurs ne faisait pas partie du cadre de référence de l'étude. De plus, le travail des participants ne devait pas s'étendre sur plus de huit jours ouvrables, ce qui devait aider à uniformiser les efforts des différents participants et refléter une situation où un promoteur immobilier a besoin d'une évaluation rapide pour prendre des décisions d'affaires. On avait prévu que cette étude de cas et que le niveau d'effort correspondraient à une évaluation ***préliminaire*** du risque plutôt qu'à une évaluation ***détaillée*** du risque.

Le lieu choisi se trouvait sur d'anciens terrains industriels ayant été occupés par plusieurs industries différentes pendant les **60 à** 70 dernières années. Il était situé dans une zone suburbaine, avait une superficie d'environ huit hectares et avait été débarrassé des immeubles et autres structures. De forme rectangulaire, il était délimité des quatre côtés par des routes asphaltées, et les propriétés adjacentes servaient à des fins commerciales. L'ensemble résidentiel proposé était une collectivité suburbaine comprenant environ 60 maisons individuelles destinées à être bâties sur des terrains de 35 x 110 pi (10,7 x 33,5 m). Les logements allaient avoir deux niveaux (1 800 pi² ou 176 m²), seraient construits sur une dalle de béton non structurale (d'une épaisseur de 0,1 m) et auraient un sous-sol pleine hauteur, un garage pour deux voitures et une installation de chauffage à air pulsé.

Plusieurs métaux (cadmium, cuivre, plomb et zinc), du benzène et du chlorure de vinyle avaient été décelés sur les lieux. On avait mesuré des concentrations élevées de cadmium, de cuivre, de plomb et de zinc dans la terre végétale, des concentrations élevées de zinc et de benzène dans les couches inférieures du sol (à une profondeur de 3,0 à 3,5 m) et du chlorure de vinyle dans les eaux souterraines. La figure 1 résume de façon schématique le logement hypothétique, les horizons pédologiques et la répartition des contaminants. On trouvera plus de détails sur l'étude de cas dans le rapport final qui contient la documentation distribuée aux participants. horizons pédologiques et la répartition des contaminants. On trouvera plus de détails sur l'étude de cas dans le rapport final qui contient la documentation distribuée aux participants.

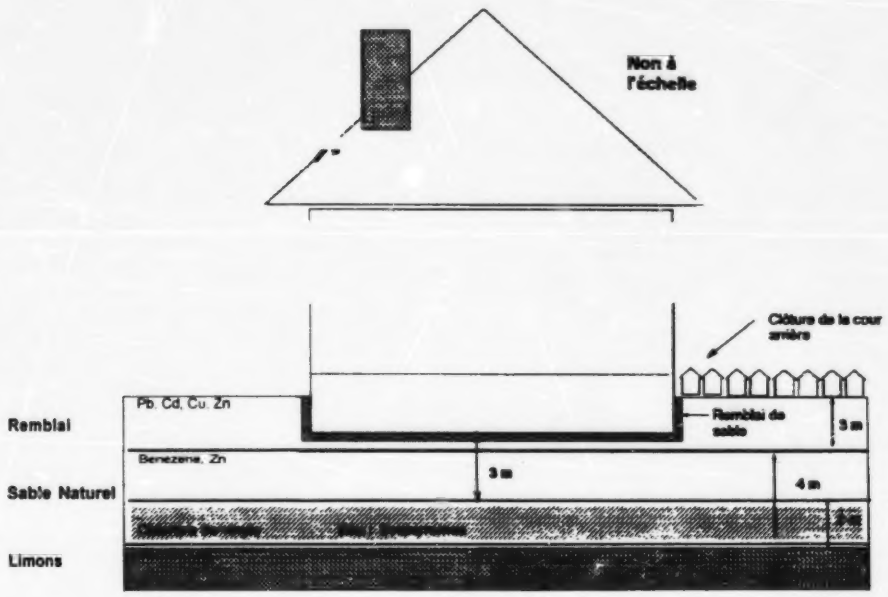

Figure 1
Caractéristiques du bâtiment et du terrain

L'étude comparative a été conçue et mise en oeuvre de manière à fournir suffisamment d'information pour l'étape de l'analyse des données et à réduire toute partialité des résultats. Ainsi

1. On a donné la même étude de cas et les mêmes instructions à tous les participants.

2. L'étude de cas comprenait des détails descriptifs et quantitatifs sur le lieu et l'ensemble résidentiel proposé. Une base de données brutes concernant le lieu a été remise aux participants, lesquels avaient le loisir d'analyser ces renseignements comme ils le jugeaient approprié. Dans la mesure du possible, on a introduit une «variabilité réaliste» dans l'étude comparative pour voir comment les participants en tiendraient compte.

3. On a demandé aux participants d'axer leurs efforts sur les calculs numériques des risques plutôt que sur d'autres informations non quantitatives. On a néanmoins donné aux participants l'occasion de faire des commentaires sur les méthodes afin de mieux préciser les calculs des risques, les mesures correctives et autres recommandations.

4. Afin de réduire au minimum la distorsion possible des résultats, on a tenté de s'assurer que le niveau d'effort des divers spécialistes serait uniforme. On a donc donné aux participants l'instruction de faire une «évaluation préliminaire des risques» dans un court délai et avec des ressources limitées pour permettre aux promoteurs d'évaluer les options dès les premières étapes du projet. Les participants disposaient d'une somme d'argent fixe ou d'environ huit jours (ils pouvaient choisir l'option qui les limitait le moins) pour analyser l'étude de cas et fournir des estimations numériques des risques pour chaque scénario d'exposition qu'ils

auraient défini, ainsi que le raisonnement et(ou) les hypothèses numériques à l'appui du calcul des estimations du risque.

5. On a remis aux participants des formules de rapport génériques préétablies afin de s'assurer que Golder et la SCHL reçoivent toute l'information dont ils avaient besoin pour l'étape de l'analyse des données. Ces formules ont été conçues de façon à faciliter la documentation des estimations de risques, des méthodes de calcul et des hypothèses numériques.

6. Pour favoriser l'intégration dans l'étude de variations régionales réalistes, on a donné pour instructions aux participants de respecter les politiques en vigueur dans leur propre province et d'appliquer les critères, lignes directrices et méthodologies appropriés.

7. Les participants pouvaient consulter la SCHL et Golder dans le but d'obtenir des précisions sur les ambiguïtés et(ou) d'autres sources d'information. Toutefois, aucun des participants n'a bénéficié de conseils techniques.

8. Bien que Golder ait aussi participé à l'évaluation des risques dans le cadre de cette étude comparative, l'étude de cas a été menée à l'aveugle par des membres de son personnel qui ne participaient pas au projet global. Aucune aide technique ou autre information susceptible de compromettre les résultats de l'étude n'a été fournie aux personnes chargées de réaliser l'évaluation du risque.

2.2 Sélection des participants

Au début, dix participants en tout ont été choisis pour participer à l'étude comparative de l'évaluation des risques. Un participant s'est retiré, de sorte que le groupe définitif ne comptait que neuf participants. Les participants ont été choisis en fonction de leur situation géographique (pour assurer la représentation des différentes régions du Canada), de leur expérience et de leurs capacités apparentes en évaluation des risques, d'après les conclusions de l'enquête menée auprès du secteur privé (le rapport final comprend un résumé de la phase 1).

L'expérience et les capacités techniques des diverses entreprises qui ont participé à la phase 1 de l'étude ont été classées selon des notes attribuées en fonction des réponses au questionnaire de l'enquête. Ce questionnaire a permis d'obtenir de l'information qualitative sur les capacités internes, le niveau d'expérience en divers genres d'évaluations des risques et sur les capacités techniques en modélisation de l'évaluation de l'exposition, en évaluation de la toxicité, en caractérisation des risques et en gestion des risques. On a accordé une note totale pour chaque entreprise en se fondant sur les résultats de questions précises jugées le plus pertinentes. Afin d'intégrer la variabilité dans l'étude comparative, on a choisi des participants ayant *différentes* capacités apparentes. On a choisi quatre participants ayant obtenu des notes élevées, trois qui avaient reçu des notes moyennes et deux autres dont les notes étaient légèrement inférieures. On n'a choisi aucune entreprise ayant obtenu de très basses notes reflétant une expérience et(ou) des capacités minimes. On reconnaît que ce processus de sélection pourrait en soi biaiser de façon inconnue les résultats de l'étude, mais on croit néanmoins avoir réduit cette possibilité au minimum en choisissant un échantillon représentatif des capacités.

On a obtenu une bonne représentation régionale puisque les participants provenaient de la Colombie-Britannique, des provinces des Prairies, du Québec et des Maritimes. Puisque ce projet

ne vise pas à évaluer l'acceptabilité du rendement des participants, tous les résultats sont présentés de façon à préserver l'anonymat des participants (c.-à-d. que seuls des identificateurs numériques sont utilisés [participant no 1,2,3... 9]).

2.3 Analyse des données

L'analyse des données a été conçue de façon à explorer la variation entre les participants et à déterminer les paramètres les plus susceptibles d'expliquer cette variabilité. Pour y parvenir, nous avons utilisé une méthode en trois étapes afin de déterminer systématiquement les sources de la variabilité. La première étape de l'analyse a servi à examiner les sources de la variabilité des estimations de risque, la deuxième, les sources de la variabilité des estimations du débit de dose et la troisième, les sources de la variabilité des concentrations prédites dans les médias d'exposition (figure 2). L'analyse a utilisé des descriptions qualitatives et statistiques des résultats. Le rapport final donne une description plus détaillée de la méthode.

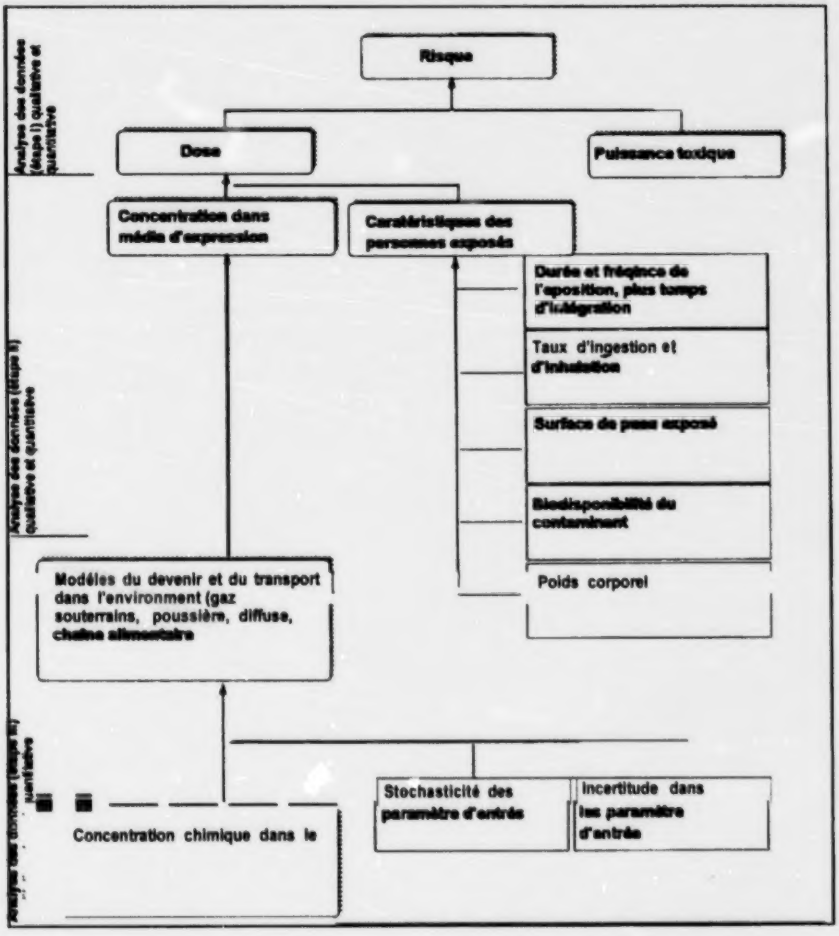

Figure 2

Diagramme des influences sur les risques pour la santé des lieux contaminés

3.0 EXAMEN DES RÉSULTATS

3.1 Voies d'exposition examinées par les participants

Les résultats indiquent que le type et le nombre de voies d'exposition pris en compte dans l'évaluation des risques variaient d'un participant à l'autre. Pour une source de contaminant particulière, certains participants incluaient un grand nombre de voies d'exposition alors que d'autres n'en incluaient que quelques-unes (tableau 1).

Parmi les voies d'exposition prises en compte pour les métaux-traces dans la terre végétale, l'ingestion a été le plus souvent incluse. L'ingestion de terre végétale par les enfants faisait parue des voies d'exposition analysées par six ou sept des neuf participants (le nombre réel dépendant du type de substance chimique) et l'ingestion par les adultes, par quatre ou cinq participants. Suivaient l'inhalation de poussière diffuse et l'absorption cutanée de sol contaminé. Seulement trois participants ont tenu compte de l'ingestion de produits maraîchers contaminés par des métaux-traces pour les enfants, et un participant en a tenu compte pour les adultes. Comme les calculs sont complexes, les contraintes de temps imposées pour faire l'évaluation préliminaire pourraient avoir limité le nombre de participants ayant évalué cette dernière voie d'exposition.

Pour ce qui est de la contamination des couches inférieures du sol par le benzène et la contamination des eaux souterraines par le chlorure de vinyle, on a remarqué des variations considérables du type et du nombre de voies d'exposition évaluées par les participants. L'exposition aux vapeurs (phase gazeuse) émanant du sol, tant à l'intérieur qu'à l'extérieur, était la voie la plus souvent prise en compte. Parmi les autres voies d'exposition examinées par certains participants, mentionnons l'ingestion de sol contaminé, le contact cutané (absorption cutanée) avec les substances chimiques et l'ingestion de produits maraîchers d'origine locale.

3.2 Modes d'action toxique et puissance

Les participants ont supposé que les produits chimiques se comportaient comme des substances non cancérogènes (au niveau seuil), comme des cancérogènes génotoxiques (niveaux supérieurs au seuil) ou les deux (tableau 1). Tous les participants considéraient que le zinc, le cuivre et le plomb étaient des substances toxiques au niveau seuil alors qu'un des participants jugeait que le plomb se comportait aussi comme un cancérogène de niveau supérieur au seuil. L'inclusion du plomb parmi les cancérogènes de niveau supérieur au seuil reflète la position de l'EPA des États-Unis selon laquelle le plomb est probablement un cancérogène, bien que ce ne soit pas l'avis de Santé Canada. En ce qui concerne le cadmium, les participants ont tenu compte de la voie d'exposition pour déterminer s'ils le considéraient comme un cancérogène ou non. Dans le cas de l'ingestion et de l'absorption cutanée, ils ont supposé que le cadmium était une substance toxique au niveau seuil, alors que dans le cas de l'inhalation de poussière, ils l'ont considéré comme un cancérogène ou évalué pour ses résultats cancérogènes et non cancérogènes (tableau 1).

Tableau 1

Nombre de participants utilisant des combinaisons particulières de voies d'exposition, de contaminants et de personnes exposées

Voie d'exposition	CPD*	Mode de toxicité	Adulte exposé	Enfant exposé	Domicile des personnes exposées
Ingestion de sol	Zinc	non cancérogène	oui (n=5)	oui (n=6)	non (n=O)
	Cuivre	non cancérogène	oul (n=4)	oui (n=6)	non (n=O)
	Plomb	non cancérogène	oui (n=4)	oui (n=7)	non (n=O)
	Plomb	cancérogène	non (n= 1)	non (n= 1)	non (n=O)
	Cadmium	non cancérogène	oui (n=5)	oui (n=6)	non (n=O)
	Benzène	non cancérogène	non (n=l)	non (n=l)	non (n=O)
	Benzène	cancérogène	non (n=3)	non (n=2)	non (n=O)
Absorption cutanée à partir de sol	Zinc	non cancérogène	oui (n=4)	oui (n=5)	non (n=0)
	Cuivre	non cancérogène	non (n=3)	oui (n=5)	non (n=O)
	Plomb	non cancérogène	non (n=3)	oui (n=5)	non (n=O)
	Cadmium	non cancérogène	oui (n=4)	oui (n=5)	non (n=O)
	Benzène	cancérogène	non (n=4)	non (n=2)	non (n=0)
	Benzène	non cancérogène	non (n=2)	non (n=2)	non (n=0)
	Chlorure de vinyle	cancer	non (n= 1)	non (n= 1)	non (n=0)
	Chlorure de vinyle	non cancérogène	non (n= 1)	non (n= 1)	non (n=O)
Inhalation de poussière	zinc	non cancérogène	non (n=2)	oui (n=5)	non (n=0)
	Cuivre	non cancérogène	non (n=2)	oui (n=5)	non (n=O)
	Plomb	non cancérogène	non (n=2)	oui (n=5)	non (n=O)
	Cadmium	cancérogène	oui (n=4)	oui (n=3)	non (n=O)
	Cadmium	non cancérogène	non (n= 1)	non (n=4)	non (n=O)
Ingestion de produits maraîchers d'origine locale	zinc	non cancérogène	non (n=l)	non (n=3)	non (n=O)
	Cuivre	non cancérogène	non (n=1)	non (n=3)	non (n=O)
	Plomb	non cancérogène	non (n= 1)	non (n=3)	non (n=O)
	Cadmium	non cancérogène	non (n=l)	non (n=3)	non (n=O)
	Benzène	non cancérogène	non (n=l)	non (n= 1)	non (n=O)
	Benzène	cancérogène	non (n=2)	non (n= 1)	non (n=O)
Inhalation de la phase gazeuse (à l'intérieur)	Benzène	cancérogène	non (n=4)	oui (n=4)	non (n=0)
	Benzène	non cancérogène	non (n=1)	non (n=2)	non (n=O)
	Chlorure de vinyle	cancer	non (n=4)	non (n=4)	non (n= 1)
	Chlorure de vinyle	non cancérogène	non (n= 1)	non (n= 1)	non (n=O)
Inhalation de la phase gazeuse (à l'exterieur)	Benzène	cancérogène	oui (n=5)	non (n=3)	non (n=l)
	Benzène	non cancérogène	non (n= 1)	non (n=2)	non (n=O)
	Chlorure de vinyle	cancérogène	non (n=4)	non (n=3)	non (n=O)
	Chlorure de vinyle	non cancérogène	non (n= 1)	non (n= 1)	non (n=O)

Notes

*CPD – Contaminants potentiellement dangereux

«oui» indique que la voie d'exposition a été incluse dans les analyses statistiques.

«non» indique que la voie d'exposition a été exclue des analyses statistiques.

Le nombre de partcipants qui ont inclus la voie d'exposition particulière est indiqué entre parenthèses (p. ex., (n=5).

De façon typique, la puissance toxique, ou le degré de toxicité, des substances chimiques est indiquée par des valeurs de référence de la toxicité (p. ex., doses de référence ou pentes) que l'évaluateur de risques tire de sources réglementaires. Toutefois, ces sources peuvent varier et, dans certains cas, l'évaluateur des risques peut vouloir modifier la valeur de référence pour tenir compte de données plus récentes. Dans la présente étude, certaines valeurs de référence de la toxicité variaient par moins de dix fois (le cadmium p. ex.) à cinq ordres de grandeur (le cuivre). Ce dernier cas est un exemple exceptionnel des divergences des degrés de toxicité perçus d'un évaluateur à l'autre et peut sans aucun doute contribuer de façon importante à la variabilité des estimations définitives du risque.

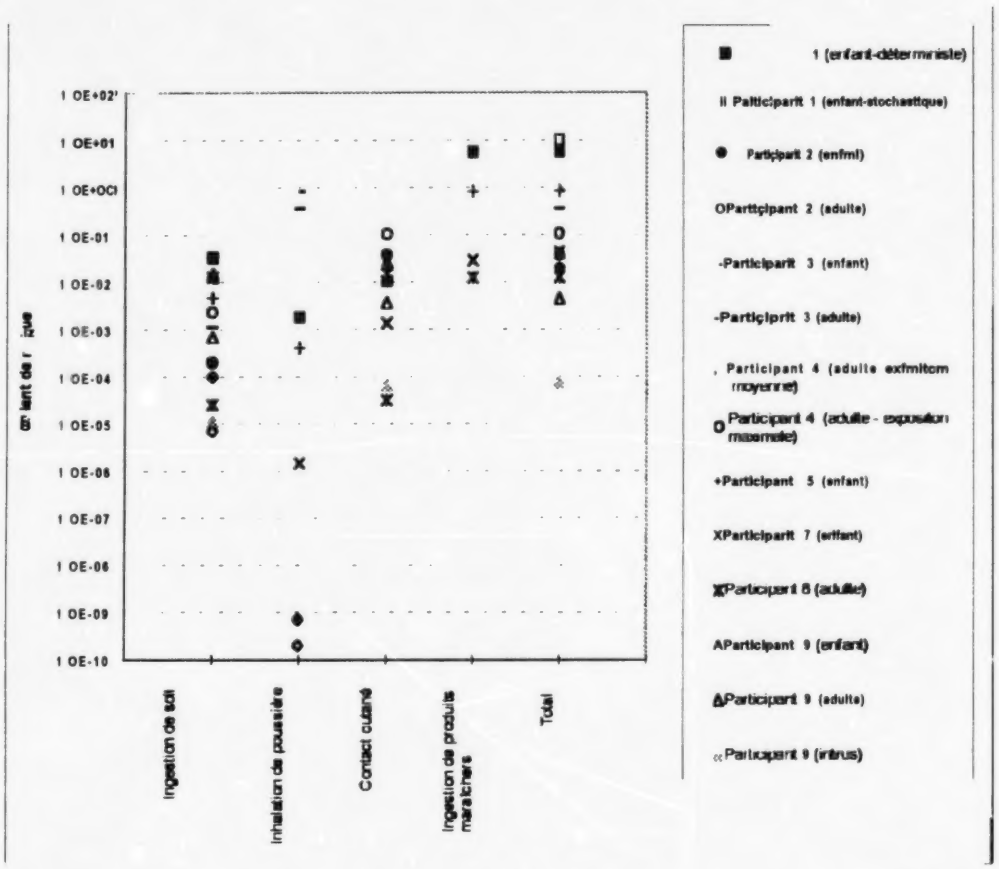

Figure 3
Risques pour la santé autres que le cancer liés à l'exposition au zinc

3.3 Variabilité des estimations des risques pour la santé autres que le cancer

Les estimations des risques autres que le cancer (c.-à-d. les quotients de risque) variaient considérablement entre les participants pour des scénarios d'exposition semblables. Le tableau 2

résume l'éventail des estimations minimales et maximales des risques établies par les participants ainsi que les rapports entre elles, par contaminant et par voie d'exposition. Pour les métaux, une répartition semblable des estimations des risques est apparue en fonction de la voie d'exposition. À titre d'illustration, la figure 3 montre la répartition des estimations des risques (quotients de risque) pour le zinc selon la voie d'exposition, le type de personne exposée et le participant.

Tableau 2

Résumé des risques autres que le cancer pour les futurs résidents.

Les valeurs représentant le minimum, le maximum et le rapport se fondent sur les données relatives aux adultes et aux enfants exposés

Voie d'exposition	CPD*	Minimum	Maximum	Max.:min.
Ingestion de sol	Cadmium	1 .OE-04	6.8E-01	6.8E+03
	Cuivre	3.0E-05	1.1 E+00	3.7E+04
	Plomb	2.0E-03	1.4E+04	6.9E+06
	Zinc	7.0E-06	3.3E-02	4.7E+03
	Benzène'	0.0E+00	0.0E+00	
Absorption cutanée à	Cadmium	5.8E-03	3.8E+00	6.5E+02
partir du sol	Cuivre	1 .OE-09	3.2E+02	3.2E+11
	Plomb	1.6E-02	4.0E+01	2.5E+03
	Zinc	3.2E-05	1 .OE-01	3.2E+03
	Benzène	0.0E+00	1.3E-07	
	Chlorure de vinyle	2.1 E-03	3.5E-03	1.7E+00
Inhalation de poussière	Cadmium	5.8E-05	3.7E-01	6.4E+03
	Cuivre	1 .OE-09	3.2E+02	3.2E+11
	Plomb	2.0E-08	3.8E+02	1.9E+10
	Zinc	2.0E-10	8.3E-01	4.2E+09
Ingestion de produits	Cadmium	1.1 E-01	1.3E+01	1.1E+02
maraîchers	Cuivre	3.9E-03	8.3E+00	2.1 E+03
	Plomb	1.1 E+00	5.8E+02	5.1 E+02
	Zinc	1.3E-02	5.6E+00	4.5E+02
	Benzène'	0.0E+00	0.0E+00	
Inhalation de la phase	Benzène	2.9E-04	2.8E+01	9.8E+04
gazeuse, à l'intérieur	Chlorure de vinyle	2.2E-02	9.7E-02	4.4E+00
Inhalation de la phase	Benzène	1.2E-05	5.2E-02	4.3E+03
gazeuse, à l'extérieur	Chlorure de vinyle	9.2E-04	1.7E-02	1.8E+01

1 Un des participants a estime des concentrations de 0mg/kg pour le benzène auquel les résidents seraient exposes, ce qui explique les estimations de risque de 0.

• Contaminant potentiellement dangereux

Les quotients de risque pour l'ingestion de zinc présent dans la terre végétale variaient entre 7,0 x $1\ 0^{-6}$ et 3,3 x $1\ 0^{-2}$ (tableau 2), ce qui représente une différence d'environ quatre ordres de grandeur entre les valeurs minimales et maximales. Toutefois, il importe de noter que cette différence englobe les estimations tant pour les adultes que pour les enfants exposés; la différence serait moindre si la comparaison se limitait à un type de personne exposée (figure 3). En général, l'ingestion de sol produisait l'écart le plus petit entre les participants. Par ailleurs, les quotients de risque pour *l'inhalation* de particules de poussière diffuse contenant du zinc variaient entre 2,0 x $\mathbf{10^{-10}}$ et 8,3 x $1\ 0^{-1}$, une différence de près de neuf ordres de grandeur. Les degrés de variabilité étaient également élevés pour d'autres substances chimiques et voies d'exposition. C'est pour l'inhalation de poussière de cuivre, de plomb et de zinc que les estimations des risques variaient le plus, le rapport entre les valeurs maximales et minimales dépassant un milliard. Le rapport principal contient des diagrammes de dispersion pour d'autres contaminants et risques pour la santé autres que le cancer.

3.4 Variabilité des estimations des risques de cancer

Les estimations des risques de cancer cumulatifs sur toute une vie (RCCV) variaient aussi considérablement parmi les participants (tableau 2). Par exemple, les estimations des risques de cancer découlant de l'inhalation de poussière contenant du cadmium variaient entre $3,0 \times \mathbf{10^{-14}}$ et $\mathbf{3,0 \times 10^{-4}}$, celles pour l'inhalation, à l'intérieur des maisons, de vapeurs de benzène se situaient entre 9,5 x $\mathbf{10^{-9}}$ et $\mathbf{3,5 \times 10^{-2}}$ et celles portant sur l'inhalation à l'intérieur de vapeurs contenant du chlorure de vinyle allaient de 2,2 x $\mathbf{10^{-9}}$ à 2,4 x 10". La figure 4 montre la variabilité des estimations du risque pour le benzène. Des diagrammes de dispersion relatifs à d'autres contaminants paraissent dans le rapport principal.

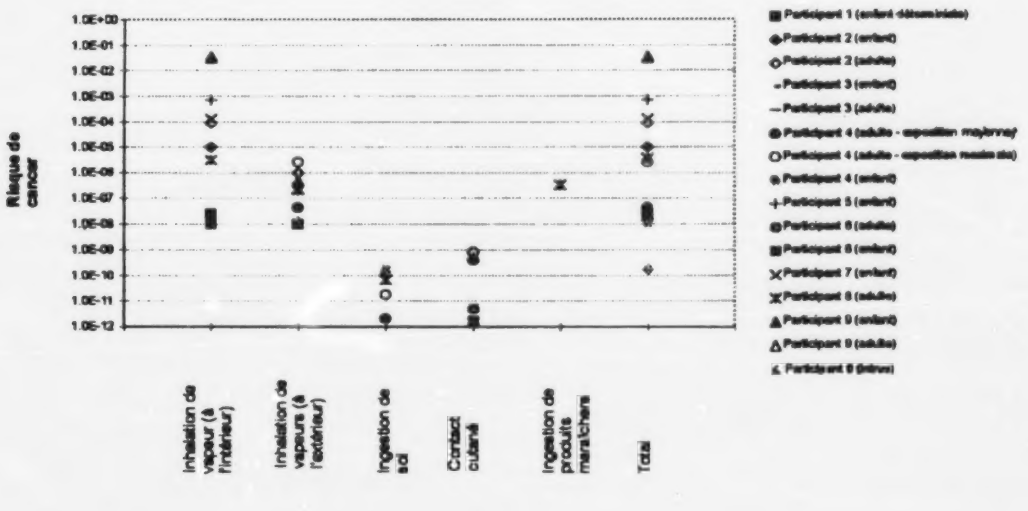

Figure 4
Risques de cancer liés à l'exposition au benzène

3.5 Acceptabilité apparente des risques calculés pour la santé

Vu les écarts importants observés entre les estimations des risques des divers participants, on a examiné les quotients de risque et les risques de cancer sur toute une vie pour déterminer leur acceptabilité apparente. Dans le cas des quotients de risque, on jugeait qu'un risque pour la santé était acceptable s'il était inférieur à l'unité (<1 ,0) et inacceptable s'il était supérieur à l'unité (>1,0), ce point de vue étant généralement celui qu'adoptent les organismes de réglementation et la société. Dans le cas des risques de cancer sur toute une vie, le dépassement de la probabilité de un sur un million (1×10^{-6}) était jugé inacceptable. Les figures 5 et 6 résument la répartition des risques acceptables et des risques inacceptables pour la santé selon les critères susmentionnés. Les résultats varient entre un consensus sur l'inacceptabilité du risque pour la santé que représente le plomb et des avis essentiellement partagés pour certains autres contaminants (comme le benzène, le cuivre et le cadmium). Il convient toutefois de noter que ces différences ne sont pas seulement un reflet de la variabilité des participants. Elles reflètent aussi les niveaux de contaminants choisis pour l'étude de cas. Des niveaux de contaminants supérieurs ou inférieurs peuvent se traduire par une entente plus ou moins grande sur l'acceptabilité des risques pour la santé.

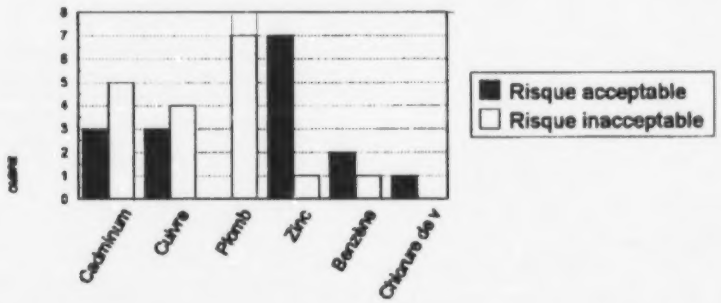

Figure 5
Acceptabilité du risque total (indice de risque)
que présentent les substances non cancérogènes
Le graphique montre le nombre de participants qui concluent que le risque que présente chaque substance chimique est acceptable ou inacceptable.

3.6 Sources de la variabilité des estimations des risques

La variabilité des estimations des risques peut être attribuable à la variabilité des débits de dose et à celle des valeurs de référence de la toxicité. On a pu déterminer par des méthodes statistiques qu'en général, le débit de dose expliquait la proportion la plus forte de la variabilité (presque 100 % dans certains cas). Cela est intuitivement prévisible, dans une certaine mesure, puisque beaucoup de variables et d'hypothèses sont utilisées pour estimer les débits de dose, alors que les valeurs de référence de la toxicité sont typiquement obtenues d'organismes de réglementation et devraient, théoriquement, moins varier.

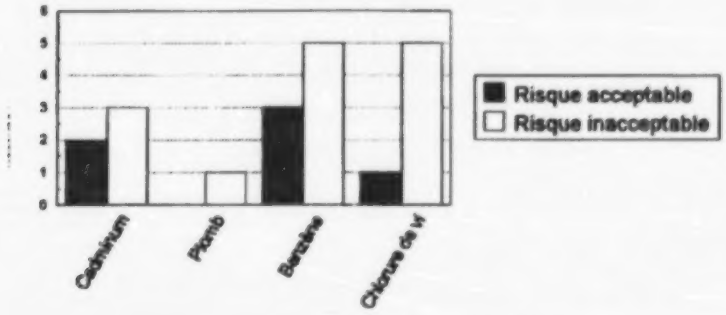

Figure 6
Acceptabilité du risque total que présentent les cancérogènes
Le graphique montre le nombre de participants qui concluent que le risque que présente chaque substance chimique est acceptable ou inacceptable.

Nous avons donc examiné les débits de dose pour déterminer les variables qui ont le plus contribué à la variation de ce paramètre. Collectivement, les *caractéristiques des personnes exposées (comme* le taux d'ingestion, la surface de la peau exposée, la fréquence de l'exposition, le poids corporel, etc.) expliquaient entre 53 % et 86 % et 80 % et 99 % de la variation des débits de dose des métaux reçus par ingestion du sol et absorption cutanée, respectivement. Toutefois, la *concentration* estimative du produit auquel les personnes étaient exposées expliquait la plus grande partie (entre 58 % et 97 %) de la variabilité observée des débits de dose modélisés par l'entremise de l'inhalation de poussière diffuse. De même, la variabilité du débit de dose modélisé par le benzène inhalé avec l'air intérieur contaminé s'expliquait surtout par la concentration prédite de ce contaminant dans l'air intérieur. Les concentrations prédites du benzène à l'intérieur variaient entre 0,0000027 mg/m3 et 9,64 mg/m3 cette variabilité étant surtout attribuable aux différents modèles de transport des contaminants résidentiels que les participants ont utilisés.

En général, il semble que la variabilité des débits de dose provenant de voies d'exposition plus complexes (l'air intérieur ou la poussière diffuse p. ex.) était davantage fonction de la concentration prévue par le modèle du devenir et du transport des polluants, alors que la variabilité des débits de dose pour les voies moins complexes (ingestion de sol et absorption cutanée) était davantage fonction des caractéristiques des personnes exposées aux polluants.

À la lumière de ce qui précède, il y aurait lieu d'examiner à fond l'utilisation des modèles complexes de transport comme ceux qui servent à prédire les concentrations d'émanations à l'intérieur issues de l'infiltration de gaz souterrain ou la production de concentrations de poussière diffuse. Non seulement les modélisateurs peuvent faire des hypothèses très différentes lorsqu'ils utilisent ces modèles, mais en plus, le seul fait de choisir un modèle plutôt qu'un autre peut entraîner des différences de résultats considérables à cause de l'incertitude du modèle. En outre, cette observation donne à penser qu'il y aurait lieu d'envisager la validation du modèle et(ou) de bien comprendre les aspects du modèle qui sont de nature plus ou moins prudente. Il semble

qu'une forme quelconque d'uniformisation des modèles de transport des contaminants résidentiels serait appropriée.

En poursuivant l'analyse (au moyen des données pour l'ingestion de zinc présent dans le sol), il semble que la *fréquence de l'exposition* et le *taux d'ingestion de sol* accidentelle étaient les principaux déterminants des caractéristiques groupées des personnes exposées (82 % et 17 % de la variabilité expliquée, respectivement). La reproduction insuffisante (des participants ont exclu certaines voies d'exposition de leur analyse) et la covariance de certaines variables ont nui à une analyse plus poussée de la variabilité liée aux caractéristiques des personnes exposées ou aux modèles de transport. La covariance de plusieurs caractéristiques des personnes exposées donne à entendre que certains évaluateurs des risques ont appliqué des hypothèses prudentes à toutes les variables *collectivement* plutôt que de les appliquer sélectivement à seulement une ou deux variables. Cette «prudence généralisée» doit être évitée parce qu'elle contribue à une incertitude considérable et à un manque de réalisme de l'estimation finale des risques et, sans aucun doute, à l'importance des écarts entre les estimations des risques dont il a été question ci-dessus. Le rapport principal contient plus de détails sur cette analyse.

4.0 PERTINENCE POUR LA PRISE DE DÉCISIONS

L'évaluation des risques liés aux lieux contaminés est censée être un outil servant à donner une idée des risques pour la santé afin de faciliter la prise de décisions. Dans ce contexte, les principaux domaines de la prise de décisions sont ceux qui concernent la gestion des risques (c.-à-d. les mesures requises pour réduire les risques pour la santé) et les décisions d'affaires (c.-à-d. l'achat de terrains, la décontamination afin d'éliminer la responsabilité, etc.). Dans les deux cas, il faut retenir que des personnes engagent des dépenses et(ou) font des investissements en se fondant en partie sur de l'information obtenue au moyen d'une évaluation des risques pour la santé. On comprend qu'il existe à la fois un besoin et un désir de justifier les dépenses et les décisions.

La présente étude donne un aperçu intéressant de la façon dont les estimations des risques peuvent influer sur les décisions d'affaires et, dans une moindre mesure, sur les décisions en matière de gestion des risques. Dans le premier cas, la grande variabilité des estimations des risques ainsi que la diversité des facteurs pris en compte (p. ex. l'inclusion ou l'exclusion de certaines voies d'exposition) pourraient donner des idées très différentes des risques liés à un lieu particulier. Ainsi, le risque total estimé par une équipe pourrait laisser croire que les risques pour la santé sont à peu près nuls, alors qu'une autre équipe pourrait conclure qu'il y aurait lieu de faire un examen plus approfondi. Si les risques perçus sont à peu près nuls, cela pourrait encourager l'achat d'une propriété, ou peut-être sa vente sans qu'aucune autre mesure corrective ne soit prise. Une estimation plus prudente du risque pourrait entraîner une décision contraire.

Bien que les différents participants aient exprimé à peu près les mêmes avis sur l'acceptabilité ou l'inacceptabilité des estimations des risques dans cette étude, le large écart entre les estimations des risques laisse supposer qu'ils ne s'entendraient très probablement pas si les concentrations des sources de contaminants se rapprochaient suffisamment des seuils acceptables pour créer de l'incertitude.

Dans le deuxième cas, celui de la prise de décisions relatives à la gestion des risques, une situation semblable serait possible. Toutefois, il est essentiel que les gestionnaires des risques reconnaissent

la valeur de la preuve qu'offrent les estimations préliminaires des risques comme l'a montré cette étude comparative, par opposition à la valeur de la preuve offerte par l'évaluation *détaillée* des risques. Comme l'illustre la présente étude, les estimations préliminaires des risques servent à établir la limite supérieure raisonnable des risques pour la santé. On s'attend à ce qu'elles soient raisonnablement prudentes, du fait que même une estimation qui conclut à un risque tout juste acceptable est susceptible d'être interprétée comme équivalant à un risque acceptable en raison du caractère foncièrement prudent de ce genre d'évaluation. Les chiffres qui sont clairement le fruit d'estimations exagérément prudentes (p. ex., QR < 0,01 ou RCCV < 1E-7 sont probablement plus petits dans la réalité et ne justifieraient pas la prise de mesures de réduction des risques.
Lorsque les estimations préliminaires des risques laissent croire qu'il existe un risque considérable pour la santé, la grande variabilité des résultats de cette étude porte à penser qu'il y aurait lieu de retarder les décisions de gestion des risques jusqu'à ce que des calculs plus définitifs puissent être effectués.

Cette étude permet d'évaluer la variabilité entre évaluateurs de risques à l'étape de l'évaluation préliminaire des risques». Dans ce cas particulier, la variabilité découle des points de vue divergents sur la prudence qu'il y a lieu d'intégrer dans les hypothèses d'exposition, des différences au niveau de l'analyse des données brutes sur les contaminants et de l'importance accordée à certaines voies d'exposition ainsi que des divergences dans l'utilisation des modèles de transport des contaminants et de leur incertitude inhérente.

Il est impossible de déterminer à partir de cette étude dans quelle mesure les estimations définitives des risques varieraient chez ces mêmes participants. Cependant, on pourrait théoriquement s'attendre à une convergence parmi les évaluateurs une fois que des hypothèses plus définitives (réalistes et(ou) propres à un lieu particulier) sur l'exposition seraient intégrées dans l'évaluation, ainsi qu'à une diminution concomitante de la variabilité de la prudence appliquée. En dernière analyse, toutes les évaluations du risque, qu'elles soient préliminaires ou détaillées, devraient comprendre une certaine analyse de l'incertitude pour permettre aux personnes qui les examinent de se rendre compte du degré de prudence exercée et de l'étendue des autres valeurs possibles des risques pour la santé. **À cette** fin, on recommande que les évaluateurs expriment toutes les estimations des risques pour la santé que présentent des lieux contaminés au moins comme un éventail possible de valeurs (p. ex., minimum raisonnable, maximum raisonnable) et, de préférence, en indiquant une probabilité quelconque liée à l'hypothèse utilisée (p. ex., médiane, mode ou distribution des probabilités). Cela permettrait tant aux évaluateurs qu'aux gestionnaires des risques de mieux comprendre les risques pour la santé et justifierait mieux les décisions ultérieures en matière de gestion des risques.

5.0 CONCLUSIONS

Plusieurs conclusions ont été tirées de cette étude. Toutefois, il importe d'insister encore une fois sur le fait que l'étude a porté sur l'évaluation préliminaire et non détaillée des risques. Il pourrait être raisonnable de penser que certaines conclusions s'appliqueraient aussi aux évaluations détaillées, mais pas nécessairement dans tous les cas.

1. D'abord, le type et le nombre de voies d'exposition comprises dans les évaluations des risques variaient d'un participant à l'autre. Pour les métaux-traces dans la terre végétale, l'ingestion

orale était la voie la plus souvent incluse. L'inhalation de poussière diffuse et la consommation de produits maraîchers cultivés sur place ont été inclus ou exclus par divers participants.

2. Les estimations des risques étaient très différentes pour tous les contaminants et les voies d'exposition. Bien que les participants se soient généralement entendu sur l'acceptabilité des risques, cette divergence donne à entendre qu'un tel accord pourrait ne pas exister si les concentrations de contaminants dans le sol s'approchaient davantage des niveaux critiques.

3. La variabilité des estimations des risques s'explique en grande partie par la variabilité des estimations des doses. C'est pourquoi il faudrait tenir compte de ces deux éléments pour améliorer l'uniformité des résultats obtenus par les évaluateurs.

4. La variabilité des estimations des doses provenant de voies d'exposition directes (p. ex. ingestion de sol et contact cutané) s'expliquait surtout par les caractéristiques des personnes exposées aux polluants. La variabilité des estimations des doses dans le cas des modes d'exposition indirects complexes (p. ex. l'inhalation de poussière et de gaz dans l'air intérieur) était surtout attribuable à l'incertitude du modèle qui influait sur la concentration prévue du polluant.

5. La corrélation de divers déterminants de la dose porte à croire que les évaluateurs se montrent prudents pour plusieurs variables. Cela laisse penser qu'il faudrait réexaminer la façon dont on fait preuve de prudence, afin d'éviter les évaluations des risques exagérément prudentes ainsi que l'incertitude.

6. Les modèles utilisés pour prédire les émissions de poussière produites par le vent dépendent dans une grande mesure des paramètres d'entrée, comme le type de sol, la couverture végétale et les dimensions du lieu. Il importe donc que les évaluations préliminaires des risques soient fondées sur des données propres à chaque lieu.

7. Les modèles utilisés pour prédire le devenir et le transport des gaz souterrains dépendent largement des hypothèses des modèles et de paramètres propres à chaque lieu, comme la profondeur de la contamination, les propriétés du sol (porosité, perméabilité et proportion de carbone organique) et les caractéristiques des bâtiments (fissures dans le béton, drains et pression insuffisante à l'intérieur du bâtiment).

8. À la lumière des constatations exprimées dans les paragraphes 6 et 7 ci-dessus, il serait souhaitable d'utiliser des modèles de transport des contaminants qui ont été validés et(ou) de mettre au point une méthode normalisée mais raisonnable d'aborder leur mise en oeuvre pour évaluer les risques que présentent les terrains contaminés.